



Revista de Biología Marina y  
Oceanografía  
ISSN: 0717-3326  
revbiolmar@gmail.com  
Universidad de Valparaíso  
Chile

Kehrig, Helena A.; Baptista, Gilberto; Di Beneditto, Ana Paula M.; Almeida, Marcelo G.;  
Rezende, Carlos E.; Siciliano, Salvatore; de Moura, Jailson F.; Moreira, Isabel  
Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico  
(*Stenella frontalis*), usando el isótopo estable de nitrógeno como marcador ecológico  
Revista de Biología Marina y Oceanografía, vol. 52, núm. 2, agosto, 2017, pp. 233-244  
Universidad de Valparaíso  
Viña del Mar, Chile

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=47952503004>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en [redalyc.org](http://redalyc.org)

ARTÍCULO

# Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*), usando el isótopo estable de nitrógeno como marcador ecológico

Mercury biomagnification in the Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) food chain, using nitrogen stable isotope as an ecological tracer

**Helena A. Kehrig<sup>1\*</sup>, Gilberto Baptista<sup>2</sup>, Ana Paula M. Di Beneditto<sup>1</sup>,  
Marcelo G. Almeida<sup>1</sup>, Carlos E. Rezende<sup>1</sup>, Salvatore Siciliano<sup>3</sup>,  
Jailson F. de Moura<sup>4</sup> y Isabel Moreira<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ 28013-602, Brasil.  
\*helena.kehrig@pq.cnpq.br

<sup>2</sup>Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, RJ 22453-900, Rio de Janeiro, Brasil

<sup>3</sup>Instituto Oswaldo Cruz (IOC/Fiocruz), Pavilhão Mourisco - sala 122, Manguinhos, Rio de Janeiro, RJ, 21040-360, Brasil

<sup>4</sup>Leibniz Center for Tropical Marine Ecology, ZMT, Bremen 28359, Germany

**Abstract.** An assessment of mercury (Hg) concentrations and nitrogen stable isotope ( $\delta^{15}\text{N}$ ) was conducted in the food chain of the Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*), including phytoplankton, zooplankton, planktivorous fish and its major prey (predatory fish and a single species of cephalopod), that compose a tropical trophic chain of the Brazilian southeastern coast. Tissue concentrations of Hg in a voracious predator fish, the largehead hairtail (*Trichiurus lepturus*), one of the dolphin's prey, were 9.8 times lower than median concentrations found in dolphin tissues.  $\delta^{15}\text{N}$  values in predatory fish were found to be lower to those of its predator the spotted dolphin. Isotopic data suggested significant differences for  $\delta^{15}\text{N}$  along the trophic chain, with the top predator (dolphin) exhibiting heavier value, followed by the voracious predator fish and the benthonic carnivorous fish, the whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*). Phytoplankton displayed the lightest  $\delta^{15}\text{N}$ , followed by zooplankton and the planktrophagous fish, the lebranche mullet (*Mugil liza*). This fish species and the cephalopod showed the lowest median Hg concentration. All links of the entire trophic chain presented trophic transfer of Hg with a biomagnification factor higher than 1. A significant relationship was found between the log Hg concentration and trophic level (TL) of all evaluated species, with a positive slope ( $\beta= 0.87$ ). The calculated trophic magnification factor (TMF= 7.44) indicates that Hg concentration increased per TL, and also that the entire coastal food chain from the South Atlantic Ocean presented a biomagnification power of Hg within a range previously reported for tropical coastal ecosystems.

**Key words:** Marine mammal, coastal aquatic biota, toxic element, biotransference, ecological tracer

**Resumen.** Se realizó una evaluación de las concentraciones del mercurio (Hg) y del isótopo estable de nitrógeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ) en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*), incluyendo fitoplancton, zooplancton, peces planctívoros y sus principales presas (peces depredadores y una sola especie de cefalópodo), componentes de una cadena trófica tropical de la costa sureste de Brasil. Una de las presas del delfín, un pez depredador voraz, el pez sable (*Trichiurus lepturus*), presentó una concentración mediana del Hg 9.8 veces inferior que la del delfín. El valor de  $\delta^{15}\text{N}$  es más bajo que al de su depredador. Los datos del isótopo han sugerido que ha habido diferencias significativas para el  $\delta^{15}\text{N}$  a lo largo de la cadena trófica, en la que en el mayor depredador (delfín) se ha mostrado más pesado, seguido por el pez depredador y el pez bentófago, la corvina (*Micropogonias furnieri*). Se ha observado que el fitoplancton presentó el  $\delta^{15}\text{N}$  más liviano, seguido por el zooplancton y el pez planctófago, el lebranche (*Mugil liza*). Este pez y el cefalópodo han mostrado la mediana más baja de Hg. Se han encontrado transferencias mayores que 1 en todos los vínculos de la cadena evaluada. Se ha obtenido una relación significativamente positiva entre la concentración del Hg (en logaritmo) y el nivel trófico (TL), incluyendo todas las especies investigadas, presentando una pendiente positiva ( $\beta= 0.87$ ). El factor de magnificación trófica (FMT= 7,44) indica que la concentración del Hg ha aumentado por TL, y también que toda la cadena trófica costera presentó un poder de biomagnificación de Hg dentro de un rango previamente reportado para ecosistemas costeros tropicales.

**Palabras clave:** Mamífero marino, biota acuática costera, elemento tóxico, trazador ecológico, biotransferencia

## INTRODUCCIÓN

El mercurio (Hg) es un contaminante global reconocido como un gran problema para el medio ambiente y los océanos, que conlleva preocupación y afecta en distintos grados la fauna marina y la salud de los seres humanos (UNEP 2013).

El Hg en su forma orgánica más tóxica, el metilmercurio (MeHg), se acumula en los tejidos de los organismos a lo largo de su vida (Baeyens *et al.* 2003), debido a su habilidad en cruzar las membranas celulares, resultando en gran absorción, propensión para el sistema nervioso y mayor retención dentro del cuerpo (Neathery & Miller 1975). El MeHg se bioacumula hasta un millón de veces a lo largo de la cadena trófica acuática, desde la base (microorganismos) hasta los organismos de la parte superior de la cadena (peces depredadores y mamíferos), por adsorción a la superficie corporal y, principalmente, por ingestión de alimentos (Kehrig *et al.* 2009a). Así, el MeHg es el principal responsable por la acumulación del Hg en los organismos acuáticos y también, por su transferencia de un nivel trófico a otro. En vista de su capacidad en acumularse en los organismos marinos a través de los niveles tróficos, se espera que las concentraciones más elevadas sean observadas en los peces predadores y en los mamíferos marinos, o sea, en los niveles tróficos superiores en las cadenas y redes tróficas marinas, a través del proceso de biomagnificación (Kehrig *et al.* 2009a).

Sin embargo, las concentraciones de Hg en las especies marinas no dependen solamente de la contaminación del medio ambiente, sino que también, reciben la influencia de diversos parámetros ecológicos y biológicos, como el hábito alimenticio, el nivel trófico, la edad, el sexo, el estado de madurez sexual, la exposición a Hg y especiación química del Hg (Das *et al.* 2004, Panebianco *et al.* 2011). La transferencia trófica a lo largo de las cadenas y redes tróficas marinas es una importante herramienta para evaluar el proceso de biomagnificación del Hg de un nivel trófico a otro, o sea, desde la presa hasta el consumidor (Barwick & Maher 2003).

En las últimas décadas, los isótopos estables han proporcionado datos complementarios a respecto de la ecología trófica de los organismos. El isótopo estable del nitrógeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ) es ampliamente utilizado para estimar el nivel trófico que ocupan los depredadores en las cadenas y redes tróficas marinas, una vez que el  $\delta^{15}\text{N}$  de un consumidor refleja los contenidos de nitrógeno de sus presas (De Niro & Epstein 1981, Peterson & Fry 1987). La incorporación del  $\delta^{15}\text{N}$  en el depredador es función de la concentración de la presa consumida, resultando en un enriquecimiento de este isótopo a través de las cadenas y redes tróficas (De Niro & Epstein 1981, Cabana & Rasmussen 1994) que puede variar dependiendo

del depredador o consumidor. El  $\delta^{15}\text{N}$  es un importante indicador en la ecología alimentaria y puede relacionarse a la exposición de los organismos ante los contaminantes (Jardine *et al.* 2006, Aubail *et al.* 2011, Di Beneditto *et al.* 2011, Kehrig *et al.* 2013).

En este estudio se evaluaron las concentraciones de Hg en el tejido muscular del Delfín Moteado del Atlántico *Stenella frontalis* (Cuvier, 1829) y también, en algunas de sus presas, cefalópodo (*Doryteuthis plei*) y peces (*Trichiurus lepturus*, *Micropogonias furnieri*, *Sardinella brasiliensis*, *Mugil liza*), que componen una cadena trófica costera tropical. Los principales objetivos fueron relacionar las concentraciones de Hg con la estructura trófica de la cadena trófica usando el isótopo estable ( $\delta^{15}\text{N}$ ) como biomarcador y también, comparar las posibles transferencias tróficas y la magnificación trófica del Hg en la cadena, desde las presas hasta el delfín. Se utilizó el factor de magnificación trófica (FMT) como una herramienta para evaluar y cuantificar la biomagnificación del Hg mediante su transferencia, a través de la dieta, para los consumidores a lo largo de la cadena trófica.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDIO

Entre el 2003 y 2012, se tomaron muestras de ejemplares de delfín, *Stenella frontalis*, provenientes de la captura accidental en redes de pesca y también, de algunas de sus presas, en la costa central del Estado de Río de Janeiro (22°25'S-23°00'S; Fig. 1). Esta región, en el sureste de Brasil, se caracteriza por eventos de surgencia (upwelling) que proveen una fuente de alimento para las especies superiores en la red trófica costera, tales como los delfines (Coelho-Souza *et al.* 2012).

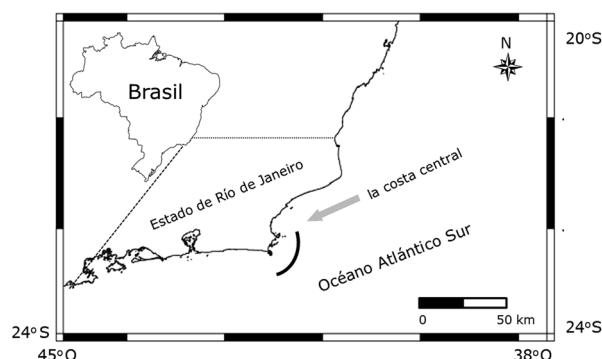


Figura 1. Localización de la región de muestra a lo largo de la costa central del Estado de Río de Janeiro / Localization of the sampling region at Rio de Janeiro's central coast

## ESPECIES INVESTIGADAS Y PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS

El Delfín Moteado del Atlántico es un pequeño cetáceo dentado que se distribuye en aguas tropicales del océano Atlántico y, en menor grado, en aguas templadas del hemisferio sur (Amaral *et al.* 2015). Como la mayoría de las especies de delfines costeros, *S. frontalis* vive en aguas poco profundas cerca de la costa (< 200 m), aunque este delfín también puede ser visto en aguas más profundas (200-2000 m) (Mullin & Fulling 1998). En el área de estudio, este cetáceo se alimenta de cefalópodos y peces que viven en hábitats costeros y algunos de ellos están asociados con las zonas de estuarios. Las presas, el cefalópodo (*D. plei*) y los peces (*T. lepturus*, *M. furnieri*, *S. brasiliensis*, *M. liza*), son especies abundantes a lo largo del año en la región del presente estudio (Di Benedetto *et al.* 2001, Melo *et al.* 2010, Lopes *et al.* 2012). Después de la identificación de las especies ya citadas, se les tomó el peso y la longitud corporal (Tabla 1) y se extrajo una muestra sin piel

de los tejidos musculares, según los procedimientos de la FAO/ SIDA (1983).

Previo a la disección de muestras de tejido muscular (la porción dorsal posterior) de ejemplares de delfín, se determinó el sexo y se tomaron medidas de longitud. Todos los ejemplares de delfín examinados eran de individuos inmaduros de ambos sexos. El estado de madurez sexual de cada individuo se estimó a partir de su medida de longitud, de acuerdo con el estudio reportado por Siciliano *et al.* (2007), según el cual los individuos adultos, o sea, maduros, poseen más de 223 cm de longitud.

Para componer la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico, desde su nivel más alto (delfín) hasta su nivel más bajo (*i.e.*, base de la cadena trófica), se utilizaron los datos de las muestras de fitoplancton (*Chlorococcales* spp. y diatomeas), zooplancton (copépodos y cladóceros) y también, los de los ejemplares de camarón (*Xiphopenaeus kroyeri*), que fueron recolectados para un estudio previo desarrollado en una región costera cercana (Di Benedetto *et al.* 2012).

**Tabla 1. Nombres científicos y comunes, hábito alimentario, longitud y número de ejemplares (N), la mediana y el rango (mín-máx) de las concentraciones, en peso seco, de Hg y el rango (mín-máx) de la composición del isótopo estable  $\delta^{15}\text{N}$  (%) en el tejido muscular y el nivel trófico (TL) de todas las especies / Scientific and common names, feeding habits, length and number of specimens, and the median and range of Hg concentrations (on dry weight basis) and  $\delta^{15}\text{N}$  stable isotope composition (%) in the muscle tissue and trophic level (TL) of all species**

Especie	Nombre común		Hábito alimentario		
<i>Stenella frontalis</i>	Delfín Moteado del Atlántico	cetáceo	depredador voraz		
<i>Trichiurus lepturus</i>	pez sable	pez	depredador voraz		
<i>Micropogonias furnieri</i>	corvina	pez	bentófago		
<i>Sardinella brasiliensis</i>	sardinella brasileña	pez	planctófago		
<i>Mugil liza</i>	lebranche	pez	planctófago		
<i>Doryteuthis plei</i>	calamar costero púrpura	cefalópodo	carnívoro		
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	camarón	crustáceo	omnívoro		
Especies agrupadas		zooplancton	consumidor primario		
Especies agrupadas		fitoplancton	productor primario		
Especie	Longitud (rango en cm)	N	[Hg] $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. mediana (rango)	$\delta^{15}\text{N}$ (%) rango	TL
<i>Stenella frontalis</i>	166 - 200	7	3,32 (1,02 - 4,23)	13,2 - 16,4	4,0
<i>Trichiurus lepturus</i>	105 - 148	12	0,34 (0,22 - 0,81)	12,7 - 14,3	3,6
<i>Micropogonias furnieri</i>	47 - 57	10	0,35 (0,23 - 1,25)	13,2 - 14,1	3,7
<i>Sardinella brasiliensis</i>	24 - 26	10	0,15 (0,10 - 0,20)	10,6 - 11,5	2,9
<i>Mugil liza</i>	53 - 58	10	0,057 (0,017 - 0,11)	7,7 - 9,0	2,2
<i>Doryteuthis plei</i>	15 - 19	10	0,047 (0,034 - 0,060)	10,8 - 11,6	3,0
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	8 - 13	1	0,079 <sup>a</sup>	10,3 <sup>a</sup>	2,7
Especies agrupadas	160 $\mu\text{m}$	1	0,0063 <sup>a</sup>	7,9 <sup>a</sup>	2,0
Especies agrupadas	25 $\mu\text{m}$	1	0,0042 <sup>a</sup>	5,2 <sup>a</sup>	1,2

<sup>a</sup>: valores de la concentración de Hg y el  $\delta^{15}\text{N}$  (Di Benedetto *et al.* 2012)

Las muestras de músculo de todas las especies (perdieron cerca de 70% del contenido de agua) fueron liofilizadas y almacenadas hasta que la determinación analítica del Hg e isótopo estable ( $\delta^{15}\text{N}$ ) fuese hecha. Los nombres científicos, el número de ejemplares, el hábito alimenticio y el rango de longitud de las especies se encuentran en la Tabla 1.

#### ANÁLISIS DEL MERCURIO (Hg)

Para la determinación analítica de Hg, se realizó una mineralización del tejido seco (100 mg) en un medio con una mezcla de ácidos fuertes (nítrico-sulfúrico). El método analítico fue la espectroscopía de absorción atómica con vapor frío, sistema FIMS, utilizando  $\text{NaBH}_4$  como agente reductor. Una descripción más detallada del método utilizado se encuentra en Kehrig *et al.* (2009b). A fin de cumplir con los estándares de calidad analítica, se utilizaron un control en blanco, dos réplicas y material de referencia certificado DORM-2 (Hg:  $4,64 \pm 0,26 \mu\text{g g}^{-1}$ ) del Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Canadá. Los valores de recuperación fueron siempre  $\geq 90\%$  de los valores certificados. La reproductibilidad se evaluó usando el coeficiente de variación de las réplicas, que fueron menores que 10%. Los valores encontrados para el Hg fueron  $4,59 \pm 0,12 \mu\text{g g}^{-1}$ .

El límite de detección (LOD) fue calculado de acuerdo con la IUPAC, basándose en la desviación estándar (s) de las lecturas de 10 de los blancos del método y la pendiente de la curva de calibración ( $\text{LD} = 3 \text{ s/pendiente}$ ). Con base en los resultados obtenidos para LD ( $0,02 \mu\text{g L}^{-1}$ ), se calculó la cantidad mínima posible de ser determinada del Hg en 100 mg de tejido analizado, mediante el uso del método en cuestión, obteniéndose el valor de  $0,0028 \mu\text{g Hg g}^{-1}$ .

Los datos de las concentraciones de Hg, en las muestras de fitoplancton, zooplancton y también en los de los ejemplares de camarón, se hallan en Di Benedetto *et al.* (2012).

#### ANÁLISIS DEL ISÓTOPO ESTABLE DE NITRÓGENO ( $\delta^{15}\text{N}$ )

Para la determinación del isótopo estable de nitrógeno en las muestras de músculo liofilizadas en polvo fino, de todas las especies (delfín, cefalópodo y peces), se utilizó un espectrómetro de masas de razón isotópica Advantage Delta V (Thermo Scientific) en interface con Conflo IV, conectado a un analizador elemental flash 2000 (Thermo Scientific). Las proporciones de isótopos estables se expresaron en notación  $\delta$  como partes por mil ( $\text{‰}$ ) de las desviaciones de las normas internacionales de calibración. La razón de nitrógeno se expresa en relación al nitrógeno atmosférico. Se analizaron las muestras con pequeños recipientes vacíos y material de referencia certificado de urea del IVA Analysetechnik 330802174 ( $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O M}_w = 60$ ,  $\text{N} =$

46%) con la composición isotópica certificada ( $\delta^{15}\text{N} = -0,73\text{‰}$ ). A fin de cumplir con los estándares de calidad analítica, se utilizó el material de referencia certificado de isótopos (proteína estándar OEA con composición isotópica certificada,  $\delta^{15}\text{N} = 5,9\text{‰}$ ) a cada 10 análisis. La reproductibilidad basada en el análisis triple de 10% de las muestras fue  $\pm 0,2\text{‰}$  para  $\delta^{15}\text{N}$ .

Los datos de  $\delta^{15}\text{N}$  en las muestras de fitoplancton, zooplancton y también en los de los ejemplares de camarón se hallan en Di Benedetto *et al.* (2012).

El nivel trófico (TL) del Delfín Moteado del Atlántico, de algunas de sus presas, cefalópodo y peces, y también de los ejemplares de camarón, zooplancton y fitoplancton fue estimado en relación al consumidor primario, zooplancton, de la base de la cadena trófica de la costa central del Estado de Río de Janeiro. Se utilizó la ecuación modificada ( $\text{TL}_{\text{consumidor}} = [2 + (\delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor primario}})] / 3,4\text{‰}$ ) de Vander Zanden *et al.* (1997) para estimarse la TL de cada una de las especies. En la ecuación, el consumidor primario ocupa la posición 2 ( $\text{TL}_{\text{consumidor primario}} = 2$ ), en cuanto  $\text{TL}_{\text{consumidor}}$  y  $\delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor}}$  son la TL y el  $\delta^{15}\text{N}$  de cada especie estudiada, respectivamente, y 3,4‰ representa el factor de discriminación trófica más frecuente para el  $\delta^{15}\text{N}$  utilizado por los organismos acuáticos (Lavoie *et al.* 2013).

La regresión lineal simple entre los valores de Hg y  $\delta^{15}\text{N}$  ( $\log[\text{Hg}] = \beta * (\delta^{15}\text{N}) + \alpha$ ) para todas las especies (fitoplancton, zooplancton, camarones, cefalópodo, peces y el delfín), a lo largo de la cadena trófica, fue usada para cuantificar la magnificación trófica del Hg, o sea, la variación media de la concentración del Hg con el nivel trófico (Lavoie *et al.* 2013). La pendiente  $\beta$  de la regresión lineal simple es la pendiente de la magnificación trófica y  $\alpha$  es la intersección con el eje vertical.

Sin embargo, según Lavoie *et al.* (2013), el proceso de biomagnificación no se ve solamente afectado por el proceso de la cadena trófica (por ejemplo, la tasa de crecimiento, la diversidad de especies y la longitud de la cadena trófica), sino también, por variables fisicoquímicas ambientales. Por lo tanto, la biomagnificación del Hg también se puede evaluar usando el nivel trófico (TL) en lugar de los datos de  $\delta^{15}\text{N}$  (Lavoie *et al.* 2013).

El factor de magnificación trófica (FMT), calculado como el antilog de la pendiente ( $\beta$ ) de la regresión lineal simple entre el logaritmo de la concentración del Hg y el TL ( $\text{FMT} = 10^\beta$ ), representa la biomagnificación media por TL a lo largo de la cadena trófica (Borgå *et al.* 2012). Cuando el FMT es mayor que uno (*i.e.*,  $\text{FMT} > 1$  y  $\beta > 0$ ) indica que el Hg biomagnifica en la cadena trófica. Si el FMT resulta menor que uno (*i.e.*,

$FMT < 1$  y  $\beta < 0$ ) indica que ocurre una dilución trófica del Hg, aunque el  $FMT = 1$  ( $\beta = 0$ ) indica que no hay cambios en las concentraciones del Hg entre los organismos de la cadena trófica (Borgå *et al.* 2012).

También, se ha usado la razón de las concentraciones de Hg entre el consumidor y la presa ( $[Hg]_{\text{consumidor}} / [Hg]_{\text{presa}} = FBM$ ) para evaluar el factor de biomagnificación (FBM o BMF) (Alava & Gobas 2012, Kehrig *et al.* 2013), o sea, la transferencia del Hg desde la presa hasta el consumidor asumiendo el estado estacionario. Cuando el FBM es mayor que uno (*i.e.*,  $FBM > 1$ ), expresa que hay una transferencia positiva o biomagnificación; pero si el FBM es menor que uno (*i.e.*,  $FBM < 1$ ), indica que no hay biomagnificación. Sin embargo, el proceso de biomagnificación solamente ocurre cuando hay dos transferencias positivas seguidas a través de por lo menos dos niveles tróficos en una cadena o red trófica (Barwick & Maher 2003).

#### ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa Statistica® 7.0 para Windows (StatSoft, Inc. 1984-2004, EE.UU.). Se utilizó la estadística descriptiva para determinar los valores medios de triplicados de cada muestra (blancos analíticos, CRM) y los de las medianas de las concentraciones de Hg, así como para la determinación de la desviación estándar y el coeficiente de variación para cada análisis triple de muestras. Se evaluó la normalidad de la distribución de los datos y la homogeneidad de la varianza a través de las pruebas de Shapiro-Wilk. Debido a que los datos no reunieron los criterios de distribución normal, se realizaron pruebas estadísticas no paramétricas. El análisis de varianza se aplicó mediante la prueba de Kruskal-Wallis ANOVA seguido de una prueba post-hoc (Mann-Whitney U-test) para evaluar la existencia de diferencias significativas en las concentraciones de Hg,  $\delta^{15}\text{N}$  y TL a lo largo de la cadena trófica costera. Se aplicó el coeficiente de correlación por rangos de Spearman ( $r_s$ ) para determinar la relación entre el logaritmo de las concentraciones de Hg con el isótopo estable de  $\delta^{15}\text{N}$  y también, con el nivel trófico (TL). Se consideró como nivel de significancia estadística  $P \leq 0,05$  para todas las pruebas realizadas.

#### RESULTADOS

No se encontró diferencia significativa (prueba U,  $P > 0,05$ ) según el sexo en las concentraciones de Hg y de  $\delta^{15}\text{N}$  en el tejido muscular del Delfín Moteado del Atlántico. Las concentraciones de Hg aumentaron de manera lineal con la longitud (L) del delfín ( $[Hg] = 0,094 * L - 14,52$ ,  $r_s = 0,91$ ,  $P < 0,001$ ).

Se encontraron diferencias significativas ( $H = 29,5$ ;  $P < 0,0001$ ) en las concentraciones de Hg entre todas las especies, desde el fitoplancton, el zooplancton, los camarones, el cefalópodo y los peces hasta el delfín. Los niveles de Hg (Tabla 1) aumentaron a medida que se asciende en la cadena trófica; siendo mayor en los ejemplares del delfín, y en contraposición, las más bajas concentraciones se observaron en el fitoplancton (Tabla 1). Sin embargo, las 2 especies de pez, *M. furnieri* (bentófago) y *T. lepturus* (depredador voraz) presentaron concentraciones semejantes (prueba U,  $P > 0,05$ ) en el tejido muscular, así como las concentraciones observadas en el cefalópodo y pez planctófago (*M. liza*) (prueba U,  $P > 0,05$ ).

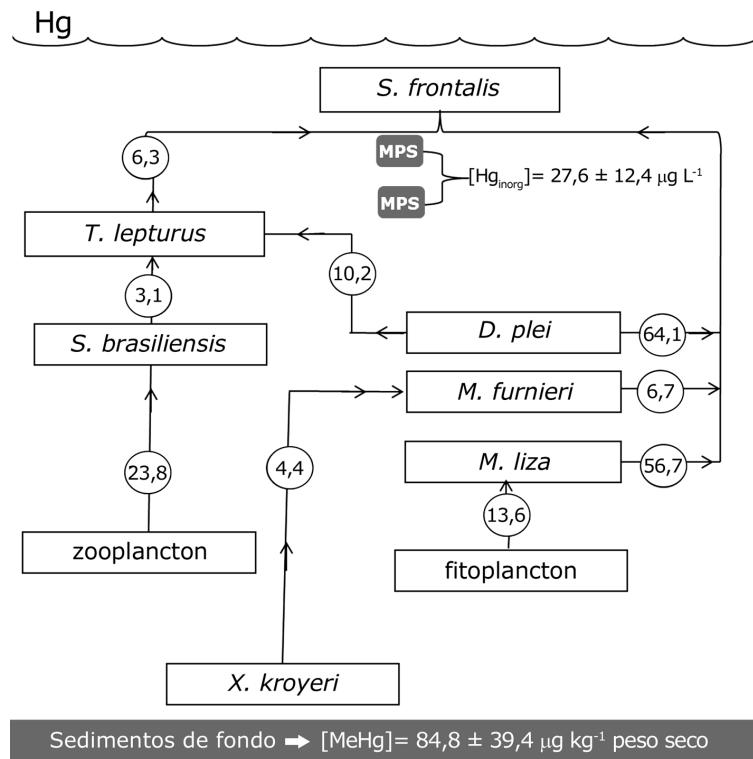
Se encontraron transferencias positivas en todos los vínculos (9) de la cadena evaluada (Fig. 2). Además, en las 2 cadenas tróficas investigadas, 2 de los múltiples niveles tróficos presentaron transferencias positivas, como por ejemplo: la del cefalópodo (*D. plei*) para el pez (*T. lepturus*) y la de este para el delfín, y también, la del zooplancton para el pez (*S. brasiliensis*), la de este para el pez (*T. lepturus*) y así como, la de este último para el delfín.

Se encontraron diferencias significativas (prueba U,  $P < 0,05$ ), según el nivel trófico (TL) y la composición del isótopo estable de  $\delta^{15}\text{N}$ , en el tejido muscular del Delfín Moteado del Atlántico y en su mayor presa, el del pez depredador voraz, *T. lepturus*.

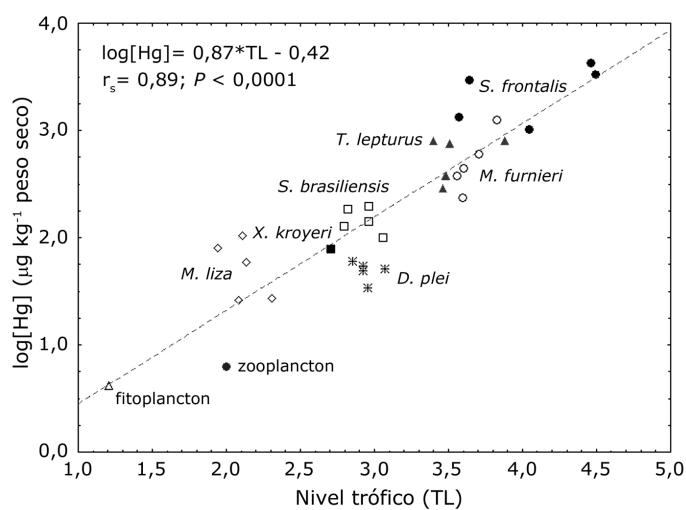
Los valores del  $\delta^{15}\text{N}$  en las muestras de músculo del delfín no se relacionaron significativamente con su longitud ( $P > 0,05$ ), ni con las concentraciones del Hg ( $P > 0,10$ ). No obstante, los valores del isótopo presentaron una tendencia al aumento con la L y también con el Hg.

Asimismo, se verificaron diferencias significativas ( $H = 27,16$ ,  $P < 0,001$ ) en los valores del  $\delta^{15}\text{N}$  y del TL en las especies, a lo largo de la cadena trófica de la costa central del Estado de Río de Janeiro (Tabla 1). Se encontraron los valores mayores del  $\delta^{15}\text{N}$  y TL en el delfín, seguido por el pez depredador voraz y el pez bentófago (*M. furnieri*), que incluso se revelaron significativamente semejantes (prueba U,  $P > 0,05$ ). El fitoplancton ha mostrado el  $\delta^{15}\text{N}$  más liviano entre todos los componentes de la cadena trófica, ocupando el nivel trófico más bajo (Tabla 1). A este le sigue el zooplancton y la especie de pez planctófaga (*M. liza*). Estos dos han presentado los datos de  $\delta^{15}\text{N}$  y TL semejantes (prueba U,  $P > 0,50$ ).

Los datos del isótopo  $^{15}\text{N}$  señalan, que entre los peces con hábito alimentario planctófago, la especie *S. brasiliensis* prefirió alimentarse del zooplancton, mientras la especie *M. liza* del fitoplancton (Tabla 1).



**Figura 2.** Los factores de biomagnificación (FBM) del Hg a lo largo de la cadena trófica (los números señalados se refieren al FBM), la concentración del Hg inorgánico ( $\text{Hg}_{\text{inorg}}$ ) en el material particulado en suspensión en la columna de agua (MPS) y la concentración del metilmercurio (MeHg) en los sedimentos de fondo marino / Biomagnification factors (BMF) of Hg through a trophic chain (indicated numbers refer to BMF), inorganic Hg concentration ( $\text{Hg}_{\text{inorg}}$ ) in suspended particulate matter in water column (SPM) and methylmercury (MeHg) concentration in seafloor sediments



**Figura 3.** Relación entre la concentración de Hg ( $\log_{10}$ ) y los valores del nivel trófico (TL) para todos los organismos que componen la cadena trófica / Relationship between Hg concentration ( $\log_{10}$ ) and trophic level (TL) for all organisms that compose the trophic chain

Se encontró una correlación significativamente positiva ( $r_s = 0,89; P < 0,0001$ ) entre las concentraciones musculares del Hg (en logaritmos) y el  $\delta^{15}\text{N}$ , incluyendo todos los ejemplares de las especies estudiadas. La pendiente ( $\beta = 0,26$ ) de la regresión lineal simple ( $\log[\text{Hg}] = 0,26 * \delta^{15}\text{N} - 0,73$ ) indica la magnificación trófica o el poder de biomagnificación del Hg en la cadena trófica investigada.

Se encontró una correlación significativamente positiva ( $r_s = 0,89; P < 0,0001$ ) entre el logaritmo de las concentraciones musculares del Hg y el TL, incluyendo todos los ejemplares de las especies estudiadas (Fig. 3). La pendiente ( $\beta = 0,87$ ) de la regresión lineal simple en la misma figura fue usada para calcular el factor de magnificación trófica (FMT), cuyo valor fue de 7,44, o sea, bastante mayor que uno, indicando que el Hg se biomagnifica en la cadena trófica.

## DISCUSIÓN

Aunque los estudios en relación con los contaminantes en los mamíferos marinos (centrándose en su uso como centinelas de la salud de los ecosistemas marinos y bioindicadores ambientales de la contaminación, y también en la toxicocinética de los metales) han aumentado desde las últimas décadas, cabe destacar que la especie *S. frontalis* ha sido muy poco estudiada. Los datos relativos sobre la acumulación de metales en el tejido hepático del Delfín Moteado del Atlántico son escasos y fragmentados (Kunito *et al.* 2004, Seixas *et al.* 2009, Lemos *et al.* 2013), y la presente investigación contribuye con uno de los primeros resultados de Hg en su tejido muscular (Fielding & Evans 2014).

Normalmente, el Hg en el tejido muscular de diferentes especies de mamíferos marinos se encuentra casi en su totalidad en la forma de MeHg (Dietz *et al.* 1990, Chen *et al.* 2002). El estudio con los delfines del Caribe, incluyendo la especie del Delfín Moteado del Atlántico, ha verificado que aproximadamente el 80% del Hg total presente en el tejido muscular estaba en la forma de MeHg (Fielding & Evans 2014). Además, en un estudio previo realizado con 2 pequeños cetáceos, *Sotalia guianensis* y *Pontoporia blainvilliei*, de la costa norte de Río de Janeiro, el Hg muscular se encontraba en su mayoría como MeHg (el 94,4 y el 95,2%, respectivamente) (Kehrig *et al.* 2016).

En general, los mamíferos marinos no presentan diferencias en la concentración de Hg relacionada con el sexo (O' Shea 1999, Baptista *et al.* 2016, Kehrig *et al.* 2016, Noël *et al.* 2016), como se ha verificado para el Delfín Moteado del Atlántico en este estudio.

Comúnmente, la longitud se relaciona positivamente con el Hg en los tejidos (muscular, hepático y renal) de los mamíferos marinos, hecho que fue verificado tanto en esta investigación para el músculo del Delfín Moteado del Atlántico, como en estudios previos con otras especies: *Pontoporia blainvilliei* (Gerpe *et al.* 2002, Seixas *et al.* 2007), *Cephalorhynchus c. commersonii* (Cáceres-Saez *et al.* 2013), *Sotalia guianensis* (Kehrig *et al.* 2013), *Tursiops truncatus* (Monteiro *et al.* 2016) y *Phoca vitulina* (Noël *et al.* 2016). El Hg va acumulándose en los tejidos de los mamíferos a lo largo de su vida, o sea, la concentración aumenta con la longitud o la edad (Ikemoto *et al.* 2004, Noël *et al.* 2016). Esta alza en la concentración probablemente es el resultado de la acumulación continua del Hg a través de la dieta combinada con una eliminación lenta y también, una media vida biológica larga en estos animales (Neathery & Miller 1975). Sin embargo, la vida media biológica del Hg en el organismo depende estrechamente de muchas variables que interactúan en los procesos de almacenamiento en nivel celular y también, sobre las transferencias entre órganos (Andre *et al.* 1991), una vez que este elemento posee una fuerte afinidad con el grupo SH, presente en la cisteína (Kunito *et al.* 2004).

También, se ha atribuido el aumento en las concentraciones del Hg en los tejidos de los cetáceos, en las diferentes etapas de su vida (feto, cría, juvenil y adulto), a las diferentes formas de exposición, que cambian a lo largo del tiempo. El Hg puede ser transferido vía transferencia placentaria o lactacional de la madre a los fetos y las crías lactantes, afectándolos durante sus períodos más sensibles de desarrollo (Gerpe *et al.* 2002, Baptista *et al.* 2016, Noël *et al.* 2016). Cabe señalar que el Hg, como MeHg, atraviesa la barrera placentaria y se acumula en los tejidos fetales de los mamíferos marinos, mientras que la placenta es una barrera importante contra el Hg inorgánico (Neathery & Miller 1975). Además, las concentraciones del Hg en los tejidos de los cetáceos jóvenes y adultos, incluyéndose el Delfín Moteado del Atlántico, reflejan el contenido de MeHg de sus presas preferenciales, como los peces depredadores y los cefalópodos, ya que el Hg en la forma orgánica es la principal forma del Hg acumulado en los tejidos de las presas (Magalhães *et al.* 2007, Seixas *et al.* 2014).

Gracias al Hg en su forma orgánica, este elemento biomagnifica muy rápidamente a lo largo de las cadenas o redes tróficas, lo que lleva a los mayores depredadores, como los cetáceos, en los ecosistemas marinos, a acumularlo en elevados niveles en sus tejidos. Así siendo, las concentraciones de Hg en los peces depredadores voraces y en los cetáceos están fuertemente influenciadas por la estructura de la cadena y red trófica (Kidd *et al.* 2003) y por la longitud de la cadena trófica (Cabana & Rasmussen 1994).

Según los datos de Hg en la cadena trófica (Tabla 1), el delfín, *S. frontalis* es la especie más sensible al Hg, una vez que asimila y acumula este elemento en el tejido muscular a través de la alimentación durante toda su larga vida, como fue reportado en estudios previos con otra especie de delfín, *Sotalia guianensis*, en la costa del Estado de Río de Janeiro (Bisi *et al.* 2012, Kehrig *et al.* 2013).

En esta investigación, los factores de biotransferencia (FBT) (Fig. 2) fueron calculados para comparar las posibles transferencias tróficas del Hg entre la presa (fuente) y sus consumidores, a lo largo de la cadena trófica costera, bajo la influencia de los eventos de surgencia. Vale la pena destacar que todos los valores de FBT fueron positivos, lo que indica que el Hg se transfirió con facilidad en todos los vínculos de la cadena trófica, desde su nivel más bajo, los plánctones, pasando por el camarón, el cefalópodo y los peces, hasta el depredador superior, el delfín. Además, estos hallazgos son corroborados con el FMT, cuyo valor calculado de 7,44, es bastante mayor que 1, confirmando que el Hg biomagnifica a lo largo de toda la cadena trófica costera, desde los plánctones hasta el delfín.

En el estudio previo, en la costa norte del Estado de Río de Janeiro, que es una región de transición faunística, bajo la influencia del Río Paraíba del Sur, todos los FBT del Hg encontrados a lo largo de la cadena trófica costera fueron mayores que 1 (Kehrig *et al.* 2013), pero menores que los de la citada investigación. Así, el FBT entre la fuente alimenticia principal, el pez depredador voraz (*T. lepturus*) y el depredador superior (*S. guianensis*) presentó un valor de 2,4 (Kehrig *et al.* 2013), que es 2,6 menor que el FBT encontrado en el presente estudio entre el *T. lepturus* y el Delfín Moteado del Atlántico (Fig. 2).

El nivel trófico (TL) y la composición del isótopo estable  $\delta^{15}\text{N}$  en el tejido muscular del Delfín Moteado del Atlántico y en el pez depredador voraz, *T. lepturus*, señala que estos dos depredadores están en niveles tróficos distintos (Tabla 1). Esta diferencia no era esperada, esto porque ambos predadores se alimentan con las mismas presas (Bittar & Di Beneditto 2009, Melo *et al.* 2010, Lopes *et al.* 2012). Sin embargo, el delfín es una especie considerada teotófaga e ictiófaga (Lopes *et al.* 2012), mientras los adultos del pez son ictiófagos (Martins *et al.* 2005). En esta investigación se debe destacar el uso exclusivo de ejemplares adultos de *T. lepturus*.

En el estudio conducido en la costa norte del Estado de Río de Janeiro, se ha verificado que los depredadores *S. guianensis* y *T. lepturus*, estaban en niveles tróficos semejantes, ya que estas 2 especies también consumen las mismas presas en la alimentación y, consecuentemente, hay una analogía en la composición del isótopo estable del  $\delta^{15}\text{N}$  en sus tejidos

musculares (Kehrig *et al.* 2013), y consecuentemente, están en el mismo TL. Mientras tanto, en una investigación conducida en 3 bahías diferentes del Estado de Río de Janeiro, los datos de  $\delta^{15}\text{N}$  mostraron que el delfín, *S. guianensis*, presentó valores más ligeros que los que se encontraron en el pez, *T. lepturus* recogidos en la Bahía de Sepetiba y en la Bahía de Ilha Grande. Por otro lado, en la Bahía de Guanabara, los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  en los ejemplares del cetáceo resultaron más pesados que los encontrados en el pez (Bisi *et al.* 2012).

En el estudio previo elaborado en la costa central del Estado de Río de Janeiro, el tejido muscular del Delfín Moteado del Atlántico presentó los mismos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  en el rango (12,2-15,4‰) (Bisi *et al.* 2013) encontrado en la presente investigación. Según este estudio, este patrón obtenido de  $\delta^{15}\text{N}$  para esta especie de delfín puede ser atribuido a la gran influencia de las masas de la corriente Agua Central del Atlántico Sur (Bisi *et al.* 2013).

Por lo tanto, distinguir los niveles tróficos con relación a los depredadores de una cadena trófica marina, que se alimentan con fuentes de recursos semejantes, es una tarea muy difícil, hecho que fue constatado tanto en esta investigación para el Delfín Moteado del Atlántico y el *T. lepturus*, como en los estudios previos citados anteriormente (Bisi *et al.* 2012, 2013; Kehrig *et al.* 2013)

La ausencia de una relación significativa entre los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y la longitud en el Delfín Moteado del Atlántico, señaló que este cetáceo no ha cambiado su posición trófica a pesar de que la longitud pasó de 166 a 200 cm. Sin embargo, este resultado está coherente, ya que solamente se tomaron ejemplares inmaduros del delfín; hecho que fue comprobado en una investigación previa con otra especie de cetáceo (Kehrig *et al.* 2013). Las especies depredadoras voraces de una cadena o red trófica, que ocupan la misma posición trófica a lo largo de su vida, como el Delfín Moteado del Atlántico, están expuestas a concentraciones de Hg relativamente constantes en su alimentación. Lo que sugiere que la variabilidad del Hg entre los individuos puede estar vinculada a las diferencias en la posición trófica de cada ejemplar, independientemente de su tamaño (Bowles *et al.* 2001).

La composición del isótopo estable de nitrógeno en el tejido muscular del depredador refleja la concentración de  $^{15}\text{N}$  en la presa consumida a largo plazo a través de la nutrición. En esta investigación, efectivamente existe un enriquecimiento de  $\delta^{15}\text{N}$  a lo largo de la cadena trófica, ya que los ejemplares de todas las especies juntas presentaron los valores desde 5,2‰ hasta 16,4‰ (Tabla 1). Sin embargo, el valor de enriquecimiento de  $^{15}\text{N}$  a través de un nivel trófico a otro fue menor que lo previsto (3-4‰) por De Niro & Epstein (1981), hecho que

también fue verificado en estudios previos con otras cadenas y redes tróficas de regiones costeras (Lavoie *et al.* 2010, Bisi *et al.* 2012, Di Benedutto *et al.* 2012, Kehrig *et al.* 2013). Las variaciones en la composición del  $\delta^{15}\text{N}$  ayudan a elucidar los vínculos entre los niveles tróficos, así como las relaciones entre la captación del contaminante, en este estudio es el Hg, y la posición o nivel trófico de los ejemplares de las distintas especies (Cabana & Rasmussen 1994).

En este estudio, la pendiente ( $\beta=0,26$ ) de la regresión lineal simple entre el logaritmo de las concentraciones del Hg y el isótopo estable del  $\delta^{15}\text{N}$ , que representa el grado total de la biomagnificación del Hg (Lavoie *et al.* 2013), ha mostrado que la cadena trófica costera tropical presentó un poder de biomagnificación para el Hg dentro de lo que se encuentra en el reportado en estudios previos en los diversos ecosistemas tropicales marinos ( $0,16 \pm 0,08$ ) y en ecosistemas costeros ( $0,19 \pm 0,08$ ) (Lavoie *et al.* 2013), así como, en la costa de Río de Janeiro (Brasil) (Bisi *et al.* 2012, Di Benedutto *et al.* 2012, Kehrig *et al.* 2013), el Golfo de San Lorenzo (Canadá) (Lavoie *et al.* 2010), el Norte del Golfo de México (México) (Senn *et al.* 2010), el Delta del Mekong (Vietnam) (Ikemoto *et al.* 2008), el Golfo de Omán (Sultanato de Omán) (Al-Reasi *et al.* 2007) y el lago Murray (Papúa Guinea) (Bowles *et al.* 2001).

La relación significativa encontrada entre el Hg y el  $\delta^{15}\text{N}$  muscular sugiere que las preferencias de forrajeo individuales permanecen relativamente constantes durante períodos prolongados, lo que indica un grado de adherencia a la dieta y a las áreas de alimentación, como se ha encontrado en lo reportado en estudios previos (Di Benedutto *et al.* 2012, Kehrig *et al.* 2013).

Según Lavoie *et al.* (2013), el proceso de biomagnificación no se ve solamente afectado por el proceso de la cadena trófica (la tasa de crecimiento, la diversidad de especies y la longitud de la cadena trófica), sino también, por variables fisicoquímicas ambientales. Por lo tanto, la biomagnificación del Hg también ha sido evaluada con el FMT. Por lo tanto, este es una herramienta más confiable para evaluar y cuantificar la biomagnificación del Hg mediante su transferencia, a través de la dieta, para los consumidores a lo largo de la cadena trófica (Borgå *et al.* 2012, Lavoie *et al.* 2013).

El FMT calculado en la costa central del Estado de Río de Janeiro, es aproximadamente 1,4 veces mayor que lo encontrado en el estudio previo, en la costa norte del Estado de Río de Janeiro (FMT= 5,37) (Kehrig *et al.* 2013). Además, el FMT calculado (4,87) en una red trófica Ártica (Jæger *et al.* 2009) ha presentado un valor menor que el de este estudio (7,44). No obstante, estos datos han mostrado cómo la calidad ambiental y la biodisponibilidad del Hg pueden influir en su

asimilación y en la acumulación por las especies marinas, y consecuentemente influir en el proceso de biomagnificación.

Según los datos encontrados en este estudio, las diferencias observadas en el proceso de biomagnificación del Hg en la cadena trófica tropical de la costa central del Estado de Río de Janeiro y en los diversos ecosistemas mundiales (costeros y tropicales) sugieren que las características particulares de cada ambiente y también, la estructura trófica de cada cadena alimenticia influyen en la intensidad de biomagnificación. Por lo tanto, siendo así, es muy difícil compararlos.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores muestran gratitud al Consejo Nacional de Investigación de Brasil (CNPq), la Coordinación de Perfeccionamiento de Personal de Nivel Superior (CAPES, número de proyecto BEX 0128 / 14-7) y a la Fundación de Amparo a la Investigación del Estado de Río de Janeiro (FAPERJ) por el apoyo financiero. Agradecemos a Elisa Laporte Bomfim (Casa de España, Río de Janeiro) por su asistencia con relación a la edición del español.

Declaración ética: El método de recogida de datos, que incluye los animales varados muertos, está de acuerdo con el protocolo y las regulaciones establecidas por la Red de Varamientos Brasileña de Mamíferos Acuáticos (REMAB), coordinado por el Centro Nacional de Investigación y Conservación de Mamíferos Acuáticos (CMA-ICMBio) del Ministerio Brasileño del Medio Ambiente (MMA) <<http://www.icmbio.gov.br/cma>>. Este estudio ha sido aprobado por el Instituto Chico Mendes para la Conservación de la Biodiversidad (ICMBio), y fue conducido según la licencia # 32550-2 del SISBIO.

## LITERATURA CITADA

- Alava JJ & FAPC Gobas.** 2012. Assessing biomagnification and trophic transport of persistent organic pollutants in the food chain of the Galapagos sea lion (*Zalophus wollebaeki*): conservation and management implications. In: Romero A & EO Keith (eds). New approaches to the study of marine mammals, pp. 77-108. InTech Publisher, Rijeka.
- Al-Reasi HA, FA Ababneh & DR Lean.** 2007. Evaluating mercury biomagnification in fish from a tropical marine environment using stable isotopes ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ). Environmental Toxicology and Chemistry 26: 1572-1581.
- Amaral KB, DJ Alvares, L Heinzelmann, M Borges-Martins, S Siciliano & IB Moreno.** 2015. Ecological niche modeling of *Stenella* dolphins (Cetartiodactyla: Delphinidae) in the southwestern Atlantic Ocean. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 472: 166-179.
- Andre J, A Boudou, F Ribeyre & M Bernhard.** 1991. Comparative study of mercury accumulation in dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from French Atlantic and Mediterranean coasts. Science of the Total Environment 104: 191-209.

- Aubail A, J Teilmann, R Dietz, F Rigét, T Harkonen, O Karlsson, A Rosing-Asvid & F Caurant. 2011.** Investigation of mercury concentrations in fur of phocid seals using stable isotopes as tracers of trophic levels and geographical regions. *Polar Biology* 34(9): 1411-1420.
- Baeyens W, M Leermakers, T Papina, A Saprykin, N Brion, J Noyen, M De Gieter, M Elskens & L Goeyens. 2003.** Bioconcentration and biomagnification of mercury and methylmercury in North Sea and Scheldt Estuary fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 45: 498-508.
- Baptista G, HA Kehrig, APM Di Benedutto, RA Hauser-Davis, MG Almeida, CE Rezende, S Siciliano, JF de Moura & I Moreira. 2016.** Mercury, selenium and stable isotopes in four small cetaceans from the Southeastern Brazilian coast: influence of feeding strategy. *Environmental Pollution* 218: 1298-1307.
- Barwick M & W Maher. 2003.** Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research* 56: 471-502.
- Bisi TL, G Lepoint, AF Azevedo, PR Dorneles, L Flach, K Das, O Malm & J Lailson-Brito. 2012.** Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators* 18: 291-302.
- Bisi TL, PR Dorneles, J Lailson-Brito, G Lepoint, AF Azevedo, L Flach, O Malm & K Das. 2013.** Trophic relationships and habitat preferences of delphinids from the southeastern Brazilian coast determined by carbon and nitrogen stable isotope composition. *PLoS ONE* 8(12): e82205. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082205>>
- Bittar VT & APM Di Benedutto. 2009.** Diet and potential overlap between *Trichiurus lepturus* (Osteichthyes: Perciformes) and *Pontoporia blainvillie* (Mammalia: Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. *Zoologia* 26(2): 374-378.
- Borgå K, KA Kidd, DCG Muir, O Berglund, JM Conder, FAPC Gobas, J Kucklick, O Malm & DE Powell. 2011.** Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. *Integrated Environmental Assessment and Management* 8(1): 64-84.
- Bowles KC, SC Apté, WA Maher, M Kawai & R Smith. 2001.** Bioaccumulation and biomagnification of mercury in Lake Murray, Papua New Guinea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 888-897.
- Broman D, C Naf, C Rolff, Y Zebuhr, B Fry & J Hobbie. 1992.** Using ratios of stable nitrogen isotopes to estimate bioaccumulation and flux of polychlorinated dibenzo-pdioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in two food-chains from the northern Baltic. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 331-345.
- Cabana G & JB Rasmussen. 1994.** Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372: 255-257.
- Cáceres-Saez I, NA Dellabianca, RNP Goodall, HL Cappozzo & SR Guevara. 2013.** Mercury and selenium in subantarctic Commerson's Dolphins (*Cephalorhynchus c. commersonii*). *Biological Trace Element Research* 151(2): 195-208.
- Chen M, C Shih, C Chou & I Chou. 2002.** Mercury, organic-mercury and selenium in small cetaceans in Taiwanese waters. *Marine Pollution Bulletin* 89: 30-34.
- Coelho-Souza SA, MS López, JRD Guimarães, R Coutinho & RN Candella. 2012.** Biophysical interactions in the Cabo Frio upwelling system, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 60(3): 353-365.
- Das K, L Holsbeek, J Browning, U Siebert, A Birkun Jr & JM Bouquegneau. 2004.** Trace metal and stable isotope measurements ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) in the harbor porpoise *Phocoena phocoena relicta* from the Black sea. *Environmental Pollution* 131: 197-204.
- De Niro MJ & S Epstein. 1981.** Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45: 341-351.
- Di Benedutto APM, RMA Ramos, S Siciliano, RA Santos, G Bastos & E Fagundes-Netto. 2001.** Stomach contents of dolphins from Rio de Janeiro, South-eastern Brazil. *Aquatic Mammals* 27(1): 24-28.
- Di Benedutto APM, CMM Souza, HA Kehrig & CE Rezende. 2011.** Use of multiple tools to assess the feeding preference of coastal dolphins. *Marine Biology* 158: 2209-2217.
- Di Benedutto APM, VT Bittar, PB Cardoso, CE Rezende & HA Kehrig. 2012.** Mercury and nitrogen isotope in a marine species from a tropical coastal food web. *Archives of Environmental Contamination Toxicology* 62: 264-271.
- Dietz R, CO Nielsen, MM Hansen & CT Hanse. 1990.** Organic mercury in Greenland birds and marine mammals. *Science of the Total Environment* 95: 41-51.
- FAO/SIDA. 1983.** Manual de métodos de investigación del medio ambiente acuático. Parte 9. Análisis de presencia de metales y organoclorados en los peces. FAO Documento Técnico de Pesca 212: 1-35.
- Fielding R & DW Evans. 2014.** Mercury in Caribbean dolphins (*Stenella longirostris* and *Stenella frontalis*) caught for human consumption off St. Vincent, West Indies. *Marine Pollution Bulletin* 89: 30-34.
- Gerpe MS, DH Rodríguez, VJ Moreno, RO Bastida & JAE de Moreno. 2002.** Accumulation of heavy metals in the franciscana (*Pontoporia blainvillie*) from Buenos Aires Province, Argentina. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* 1(1): 95-106.

- Ikemoto T, T Kunito, I Watanabe, G Yasunaga, N Baba, N Miyazaki, EA Petrov & S Tanabe. 2004.** Comparison of trace element accumulation in Baikal seals (*Pusa sibirica*), Caspian seals (*Pusa caspica*) and northern fur seals (*Callorhinus ursinus*). *Environmental Pollution* 127: 83-97.
- Ikemoto T, NPC Tu, N Okuda, A Iwata, K Omori, S Tanabe, BC Tuyen & I Takeuchi. 2008.** Biomagnification of trace-elements in the aquatic food web in the Mekong delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 54: 504-515.
- Jæger I, H Hop & GW Gabrielsen. 2009.** Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard. *Science of the Total Environment* 407: 4744-4751.
- Jardine TD, KA Kidd & AT Fisk. 2006.** Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. *Environmental Science and Technology* 40(24): 7501-7511.
- Kehrig HA, TG Seixas, EA Palermo, AP Baêta, CW Castelo-Branco, O Malm & I Moreira. 2009a.** The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. *Environmental Science Pollution Research* 16: 10-24.
- Kehrig HA, KWG Fernandes, O Malm, TG Seixas, APM Di Beneditto & CM Souza. 2009b.** Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do Rio de Janeiro. *Química Nova* 32: 1822-1828.
- Kehrig HA, TG Seixas, O Malm, APM Di Beneditto & CE Rezende. 2013.** Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: a case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. *Marine Pollution Bulletin* 75: 283-290.
- Kehrig HA, RA Hauser-Davis, TG Seixas, AB Pinheiro & APM Di Beneditto. 2016.** Mercury species, selenium, metallothioneins and glutathione in two dolphins from the southeastern Brazilian coast: mercury detoxification and physiological differences in diving capacity. *Environmental Pollution* 213: 785-792.
- Kidd K, HA Bootsma, RH Heslein, WL Lockhart & RE Hecky. 2003.** Mercury concentrations in food web of Lake Malawi, East Africa. *Journal of Great Lakes Research* 29: 258-266.
- Kunito T, S Nakamura, T Ikemoto, Y Anan, R Kubota, S Tanabe, FCW Rosas, G Fillmann & JW Readman. 2004.** Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin* 49: 574-587.
- Lavoie RA, CE Hebert, J-F Rail, BM Braune, E Yumvihoze, LG Hill & DRS Lean. 2010.** Trophic structure and mercury distribution in a Gulf of St. Lawrence (Canada) food web using stable isotope analysis. *Science of the Total Environment* 408: 5529-5539.
- Lavoie RA, TD Jardine, MM Chumchal, KA Kidd & LM Campbell. 2013.** Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environmental Science & Technology* 47: 13385-13394.
- Lemos LS, JF de Moura, RA Hauser-Davis, RC Campos & S Siciliano. 2013.** Small cetaceans found stranded or accidentally captured in southeastern Brazil: Bioindicators of essential and non-essential trace elements in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 97: 166-175.
- Lopes XM, MCO Santos, E Silva, M Bassoi & RA Santos. 2012.** Feeding habits of the Atlantic Spotted Dolphin, *Stenella frontalis*, in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 60(2): 189-198.
- Magalhães MC, V Costa, GM Menezes, MR Pinho, RS Santos & LR Monteiro. 2007.** Intra- and inter-specific variability in total and methylmercury bioaccumulation by eight marine fish species from the Azores. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1654-1662.
- Martins AS, M Haimovici & R Palacios. 2005.** Diet and feeding of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the Subtropical Convergence Ecosystem of southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85: 1223-1229.
- Melo CLC, RA Santos, M Bassoi, AC Araujo, J Lailson-Brito, PR Dorneles & AF Azevedo. 2010.** Feeding habits of dolphins (Mammalia: Cetacea) from Rio de Janeiro State, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90(8): 1509-1515.
- Monteiro SS, J Torres, M Ferreira, A Marçalo, L Nicolau, JV Vingada & C Eira. 2016.** Ecological variables influencing trace element concentrations in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821) stranded in continental Portugal. *Science of the Total Environment* 544: 837-844.
- Mullin KD & GL Fulling. 1998.** Abundance of cetaceans in the southern U.S. North Atlantic Ocean during summer. *Fishery Bulletin* 101: 603-613.
- Neathery MW & WL Miller. 1975.** Metabolism and toxicity of cadmium, mercury, and lead in animals: a review. *Journal of Dairy Science* 58(12): 1767-1781.
- Noël M, S Jeffries, DM Lambourn, K Telmer, R Macdonald & PS Ross. 2016.** Mercury accumulation in Harbour seals from the Northeastern Pacific Ocean: the role of transplacental transfer, lactation, age and location. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 70: 56-66.
- O'Shea TJ. 1999.** Environmental contaminants and marine mammals. In: Reynolds JE III & SA Rommel (eds). *Biology of marine mammals*, pp. 485-563. Amiksonian Institution Press, Washington.
- Panebianco MV, MF Negri, SE Botté, JE Marcovecchio & HL Cappozzo. 2011.** Metales pesados en el riñón del delfín franciscana, *Pontoporia blainvilliei* (Cetacea: Pontoporiidae) y su relación con parámetros biológicos. *Latin American Journal of Aquatic Research* 39(3): 526-533.

- Peterson BJ & B Fry. 1987.** Stable isotopes in ecosystem studies. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 18: 293-320.
- Seixas TG, HA Kehrig, G Fillmann, APM Di Benedutto, CMM Souza, ER Secchi, I Moreira & O Malm. 2007.** Ecological and biological determinants of trace elements accumulation in liver and kidney of *Pontoporia blainvilliei*. Science of the Total Environment 385: 208-220.
- Seixas TG, HA Kehrig, APM Di Benedutto, CMM Souza, O Malm & I Moreira. 2009.** Trace elements in different species of cetacean from Rio de Janeiro coast. Journal of the Brazilian Chemical Society 20: 243-251.
- Seixas TG, I Moreira, S Siciliano, O Malm & HA Kehrig. 2014.** Differences in methylmercury and inorganic mercury biomagnification in a tropical marine food web. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 92(3): 274-278.
- Senn DB, EJ Chesney, JD Blum, MS Bank, A Maage & JP Shine. 2010.** Stable isotope (N, C, Hg) study of methylmercury sources and trophic transfer in the Northern Gulf of Mexico. Environmental Science and Technology 44: 1630-1637.
- Siciliano S, RM Ramos, APM Di Benedutto, MCO Santos, AB Fragoso, J Lailson-Brito Jr, AF Azevedo, AFC Vicente, E Zampirolli, FS Alvarenga, L Barbosa & NR Lima. 2007.** Age and growth of some delphinids in South-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 87: 293-303.
- UNEP. 2013.** Minamata convention on mercury. Textos y Anexos. Interim Secretariat of the Minamata Convention on Mercury, United Nations Environment Programme, Geneva. <[http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/Minamata Conventionon Mercury booklet Spanish.pdf](http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/Minamata%20Conventionon%20Mercury%20booklet%20Spanish.pdf)>
- Vander Zanden MJ, G Cabana & JB Rasmussen. 1997.** Comparing the trophic position of littoral fish estimated using stable nitrogen isotopes ( $\delta^{15}\text{N}$ ) and dietary data. Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences 54(5): 1142-1158.

---

Recibido el 27 de julio del 2016 y aceptado el 7 de marzo de 2017

Editor: Claudia Bustos D.